



Mastozoología Neotropical

ISSN: 0327-9383

ulyses@cenpat.edu.ar

Sociedad Argentina para el Estudio de los
Mamíferos
Argentina

Noss, Andrew J.; Leny Cuéllar, Rosa

LA SOSTENIBILIDAD DE LA CACERÍA DE *Tapirus terrestris* Y DE *Tayassu pecari* EN LA TIERRA
COMUNITARIA DE ORIGEN ISOSO: EL MODELO DE COSECHA UNIFICADO

Mastozoología Neotropical, vol. 15, núm. 2, julio-diciembre, 2008, pp. 241-252

Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos
Tucumán, Argentina

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45716284011>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

LA SOSTENIBILIDAD DE LA CACERÍA DE *Tapirus terrestris* Y DE *Tayassu pecari* EN LA TIERRA COMUNITARIA DE ORIGEN ISOSO: EL MODELO DE COSECHA UNIFICADO

Andrew J. Noss y Rosa Leny Cuéllar

WCS (Wildlife Conservation Society)-Bolivia, Casilla 6272, Santa Cruz, Bolivia. Teléfono 591-3-332-8681. <anoss@wcs.org>, <rcuellar@wcs.org>

RESUMEN: Las tierras indígenas son claves para la conservación de la biodiversidad a la escala de paisajes en Suramérica. Los habitantes indígenas tratan de integrar la conservación con el desarrollo sostenible y la tradición con nuevas necesidades económicas. La cacería es una actividad económica y de subsistencia importante. La investigación participativa en la tierra comunitaria de Isoso incluye el auto-monitoreo de la cacería y de huellas en parcelas con el fin de evaluar la sostenibilidad del uso de tapir y de pecarí tropero. El modelo de cosecha unificado es el modelo teórico más completo, integrando modelos de cacería y de vulnerabilidad que incorporan la productividad biológica y tasas de cacería. Los resultados son preliminares porque los modelos requieren de datos detallados del sitio sobre múltiples parámetros. Los tapires y los pecaríes tropero son las presas más grandes y más vulnerables. En general, los datos confirman que la cacería no es sostenible. Sin embargo, un examen más fino por sub-región sugiere que la cacería es sostenible en ciertas zonas de Isoso, porque los animales casi nunca se cazan, o porque la productividad es relativamente alta gracias a dinámicas de fuente-sumidero entre el Isoso y el Parque Nacional Kaa-lyá del Gran Chaco. Los resultados generaron preocupación general en reuniones comunales y la Asamblea General recomendó una veda de tres años para ambas especies. Los parabiólogos y las autoridades locales formalizaron un reglamento, mientras que sigue el monitoreo de cacería y de huellas en parcelas para evaluar los efectos de las medidas de manejo de fauna.

ABSTRACT: The sustainability of hunting *Tapirus terrestris* and *Tayassu pecari* in the Isoso indigenous communal land: the unified harvest model. Indigenous territories are key to biodiversity conservation at the landscape scale in the Chaco and Amazonia. The indigenous inhabitants seek to integrate conservation with sustainable development, traditions, and new economic necessities. Hunting remains an important economic and subsistence activity, and this paper describes wildlife management research and planning in the Isoso indigenous communal land. Participatory data collection included hunter self-monitoring and track plots in order to evaluate the sustainability of hunting practices, focusing on tapir and white-lipped peccary. The unified harvest model is the most complete theoretical model, integrating hunting and vulnerability models that incorporate biological productivity data and hunting offtakes. Results are preliminary because the models require detailed data from the site on multiple parameters that are difficult, expensive, and time-consuming to collect. Tapir and white-lipped peccaries are the largest and most vulnerable prey species. In general, the data confirm that they are being over-exploited. However, a finer examination within the Isoso indicates that in certain zones current hunting rates may be sustainable, either because these animals are rarely encountered and therefore offtakes are virtually nil, or because productivity is relatively high perhaps reflecting source-sink

dynamics between the Isoso and the neighboring Parque Nacional Kaa-Iya del Gran Chaco. The results caused general concern in community meetings and recommendations in the Isoso General Assembly for a 3-year hunting ban on both species. Local parabiologists and community authorities are working to formalize and implement the ban. Hunting and track plot monitoring continue to evaluate the effects of community wildlife management measures.

Palabras clave. Automonitoreo de cacería. Bolivia. Chaco. Uso sostenible.

Key words. Bolivia. Hunter self-monitoring. Chaco. Sustainable use.

INTRODUCCIÓN

La conservación de la biodiversidad a largo plazo se logra no solamente a través de las áreas protegidas (nacionales, departamentales, municipales, etc.), sino también de la integración de áreas complementarias que colindan con las áreas protegidas y que crean un paisaje con diferentes tipos de uso de suelo y de recursos. Una categoría de tierras muy importante, tanto en el Chaco como en la Amazonía, de Bolivia y de otros países de la región, incluye las tierras indígenas (Redford y Mansour, 1996; Ibsch y Mérida, 2003; Lehm et al., 2004; Ricardo, 2004), o Tierras Comunitarias de Origen (TCO) según la legislación boliviana. Las TCO son áreas extensas que progresivamente están siendo gestionadas por pueblos indígenas, donde los habitantes mantienen su propia cultura y visión, pero a la vez apuntan el desarrollo socioeconómico y el mejoramiento de ingresos económicos y de la calidad de vida a través del uso sostenible de tierras y de recursos naturales (Oldfield y Alcorn, 1991; West y Brechin, 1991; Dicum, 1995; Stevens, 1997; IUCN, 1999; Beltrán, 2000; Robinson y Bennett, 2000; Campos-Rozo y Ulloa, 2003; Townsend, 2003; Silvius et al., 2004). La cacería es una actividad de subsistencia tradicional delimitada por prácticas culturales y creencias, pero que también aporta beneficios económicos (proteína y dinero), y que ahora requiere de una redefinición con respecto a cómo se integra en la nueva gestión formal de una TCO. La legislación vigente en Bolivia permite la cacería de subsistencia por parte de pobladores rurales (Andaluz, 2005).

El Gran Chaco abarca unos 150 000 km² en Bolivia, con áreas de transición importantes

hacia el Bosque Seco Chiquitano, Cerrado, y Pantanal. El área de conservación más importante del Chaco boliviano es el Parque Nacional Kaa-Iya (34 400 km²), creado en 1995. Colindando con este Parque Nacional está la TCO Isoso que abarca 1 900 000 ha, con 25 comunidades y 10 000 habitantes isoseño-guaraníes, 5000 habitantes Menonitas, y 300 propiedades privadas. Las comunidades de Isoso se ubican en las orillas del Río Parapetí (**Fig. 1**), y los comunarios cazan en un radio de 10-20 km alrededor de sus comunidades. Los pobladores de la TCO cazan para fines de subsistencia (Taber et al., 1997; Barahona, 2005; Redford y Painter, 2006).

Con el objetivo de conservar la fauna silvestre en el paisaje más amplio, a través de la zonificación de áreas protegidas y TCOs y del manejo sostenible de la fauna, se inició en 1996 un programa de investigación y manejo comunitario de fauna en la zona de Isoso. Este artículo describe el auto-monitoreo de cacería en Isoso, combinando el monitoreo de fauna con el método de huellas en parcelas, para evaluar la sostenibilidad de la cacería de subsistencia según el modelo de cosecha unificado principalmente. En general, las especies más vulnerables a la cacería son los mamíferos grandes y terrestres, por lo cual el análisis se enfoca en el tapir o anta (*Tapirus terrestris*) y en el tropero (*Tayassu pecari*).

MATERIALES Y MÉTODOS

Auto-monitoreo de cacería

Se inició en 1996 un programa de auto-monitoreo de cacería en las comunidades de Isoso, suministrando planillas a los cazadores voluntarios que

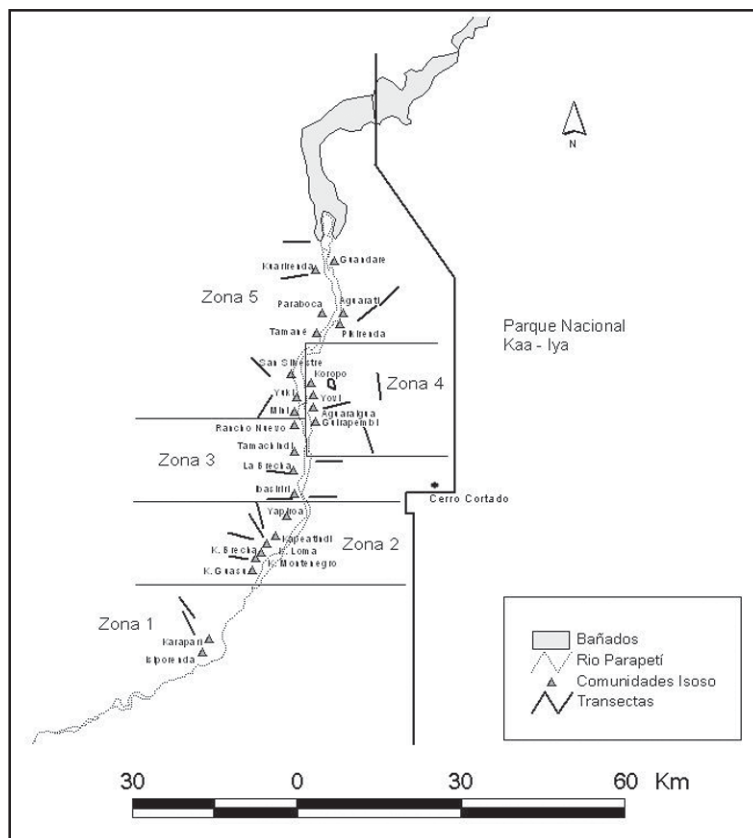


Fig. 1. Comunidades de Isoso, zonas de cacería, y transectos con parcelas de huellas.

estaban interesados en recopilar datos sobre sus actividades de cacería. En algunas comunidades trabajaron a medio tiempo monitores comunitarios quienes se encargaron de entregar materiales a los cazadores y de recopilar los datos mensualmente. Se anotaron datos sobre la especie, sexo, peso (estimado en el caso de *Tapirus terrestris*), estado reproductivo (preñada o lactando, número de fetos), edad aproximada del animal y lugar de cacería. Los lugares de cacería son conocidos de manera general (por ejemplo Cerro Colorado, Andiraikua, Brecha Dril, etc.), así que subsecuentemente un monitor comunitario regresó al lugar aproximado (con un error no mayor a 5 km) y levantó las coordenadas con un receptor GPS (Global Positioning System). La georreferenciación de los lugares y eventos de cacería nos permitió crear en Arcview mapas de la distribución de las actividades de cacería de las presas importantes, relacionados con información sobre el número de individuos cazados de cada especie.

Se registró también de forma mensual la actividad de los cazadores “potenciales” (jóvenes y hombres adultos) para definir la proporción de cazadores activos participando en el programa de auto-monitoreo, y así extrapolar la cosecha total en Isoso según los datos reportados por los cazadores voluntarios. A través de los mismos datos se estimó un índice de “capturas por unidad de esfuerzo por año” (catch per unit effort), dividiendo el total de capturas por especie entre el número de cazadores-meses (Noss et al., 2003a; Noss et al., 2003b; 2004; 2005; Cuéllar et al., 2004).

Índices de abundancia: huellas

El mismo año se inició una evaluación de la abundancia relativa de especies importantes como presas, a través de indicios de huellas (Noss y Cuéllar, 2000). En transectos permanentes de investigación (de 2-5 km de largo) se crearon parcelas de 1 m x 2 m cada 200 m sobre la transecta

misma con una revisión semanal previa limpieza de todas las parcelas el día anterior (**Fig. 1**). Se consideraron como observaciones independientes las huellas de cada individuo en cada parcela, tratando de no duplicar individuos que podrían haber pisado varias veces la misma parcela, o seguido la transecta por más de 200 m dejando así huellas en dos o más parcelas consecutivas. Por motivos logísticos no se pudo equilibrar el esfuerzo de muestreo (número de sendas, de parcelas, y de revisiones) entre zonas con y sin cacería, ni entre las cinco zonas de cacería de Isoso (**Fig. 1**). Así las comparaciones se realizaron en base a un índice de abundancia para cada especie y zona de registros de huellas por cada 1000 parcelas revisadas: Reg/1000p. Las zonas de cacería abarcaron una franja de unos 20 km en cada orilla del Río Parepetí, incluyendo los asentamientos humanos, y las áreas de cultivos y de ganadería. La zona de Cerro Cortado está ubicada en el límite del Parque Nacional Kaa-Iya del Gran Chaco. Es una zona sin cacería porque además de ser designada como zona de investigación por la Capitanía del Alto y Bajo Isoso, está distante 25 km de las comunidades.

Modelos de sostenibilidad

Varios autores han evaluado la sostenibilidad de la cacería, utilizando datos biológicos y de cacería. Los seis primeros ejemplos en realidad no evalúan la sostenibilidad de la cacería directamente, pero utilizan índices para inferir sobre la misma. Los últimos dos ejemplos representan modelos teóricos para evaluar la sostenibilidad de la cacería (Robinson y Redford, 1994).

1. Comparaciones de densidad poblacional o biomasa (o abundancia) en zonas con cacería versus zonas sin cacería (Bodmer, 1994; Bodmer et al., 1997).

2. Comparaciones con densidades en otros lugares (Emmons, 1984; Robinson y Redford, 1986; 1989).

3. Declinación de densidad (Silva y Strahl, 1991).

4. Comparación de rendimiento de cacería (Puertas, 1999).

5. Cambios en rendimientos de cacería (Ayres et al., 1991; Vickers, 1991; Puertas, 1999).

6. Comparaciones de estructura de edad según el desgaste dental y/o el análisis de anillos dentales en el caso de ungulados (Maffei, 2003; 2004).

7. El "modelo de caza" de Bodmer (1994) y Bodmer et al. (1994; 1997) realiza un análisis poblacional según la productividad y la densidad y

compara esta productividad con la cosecha por los cazadores. P es la productividad reproductiva de la población, determinada en % de la población total, asumiendo que 50% de las hembras están reproduciéndose y que 50% de la población total son hembras. Las cosechas son sostenibles si son 30% o menos de la productividad reproductiva (P) de la población (Bodmer et al., 1994).

8. El "modelo de vulnerabilidad" de Robinson y Redford (1991) y Bodmer et al. (1997) calcula la tasa de crecimiento poblacional y la compara con la cosecha actual por cazadores. Tasas sostenibles de cosecha de fauna se pueden calcular según la tasa intrínseca de aumento poblacional (Cole, 1954; Hennemann, 1983; Robinson y Redford, 1991; 1994). La cacería más la mortalidad natural no deben exceder la productividad. Robinson y Redford (1991) estiman que 20% de productividad es disponible para cazadores en el caso de animales con una longevidad mayor a 10 años. Para animales con una longevidad entre 5 y 10 años, una cosecha sostenible puede alcanzar 40% de la productividad.

9. El "modelo unificado" de Bodmer (2003) une los dos modelos anteriores.

Los primeros ocho métodos y modelos se aplicaron y evaluaron en un trabajo anterior (Noss, 2000) para los cuatro ungulados y los cinco armadillos que representan las presas más importantes en Isoso. El enfoque del presente trabajo es en la aplicación del último modelo, previa revisión de los modelos 7 y 8 que forman la base del noveno. Además, con el objetivo de evaluar posibles diferencias a una escala más detallada, realizamos el análisis del modelo unificado por cinco zonas (**Fig. 1**) según una subdivisión geográfica de Isoso propuesta por Beneria-Surkin (2003) y que se basa en variaciones socio-económicas y ambientales que afectan las diferentes comunidades de Isoso.

RESULTADOS

Auto-monitoreo de cacería

El programa se inició en 1996 y los datos para ese año representan solo unos 4-5 meses. Luego, en 2001-2002 hubo una reducción de esfuerzo en el monitoreo de cacería. Es probable que los registros menores de cacería en estos tres años se deban más al nivel de esfuerzo en el programa de monitoreo que a diferencias en la cacería en sí. Por otro lado, los ecosistemas principales no varían entre

zonas, con la excepción de la formación de bañados del Isoso que se limita a la Zona 5.

En el caso de *T. terrestris*, los datos de cacería por comunidad varían bastante de un año a otro, desde 0 hasta más de 10 animales registrados, lo que representa una tercera parte de todos los individuos de la especie cazados en Isoso en un año. *Tapirus terrestris* se caza poco hacia el Oeste o en el centro de Isoso, mientras que la mayoría de los individuos se cazan hacia el Norte (Kuarirenda), Sur (Isiporenda y Karaparí), y Este (Iyobi y Rancho Viejo) de Isoso (**Fig. 2**).

Algo similar ocurre con *Tayassu pecari*, en cuanto a las comunidades donde se caza más, y en cuanto la variabilidad entre años (**Fig. 3**). El caso de Kopere Brecha es notable, porque en 1998 una tropa de *T. pecari* apareció en

los chacos de la misma comunidad. En la ausencia de un evento tan extraordinario, los cazadores de esta comunidad no suelen cazar *T. pecari*. Cabe destacar la desaparición de la especie en 2004 de los registros de cacería.

Índices de abundancia: huellas

El único campamento donde se han realizado revisiones de parcelas para huellas es Cerro Cortado, al límite entre la TCO Isoso y el Parque Nacional Kaa-Iya. Se consideró como zona sin cacería, y los datos de huellas entre 1997-2000 (Noss y Cuéllar, 2000) indican que *T. terrestris* es tres veces más abundante (34.5 registros [reg] por 1000 parcelas [par] revisadas, 170 observaciones [obs]) que en la zona de cacería (12.2 reg/1000 par, 144 obs). Sin embargo, las huellas de *T. pecari* eran menos

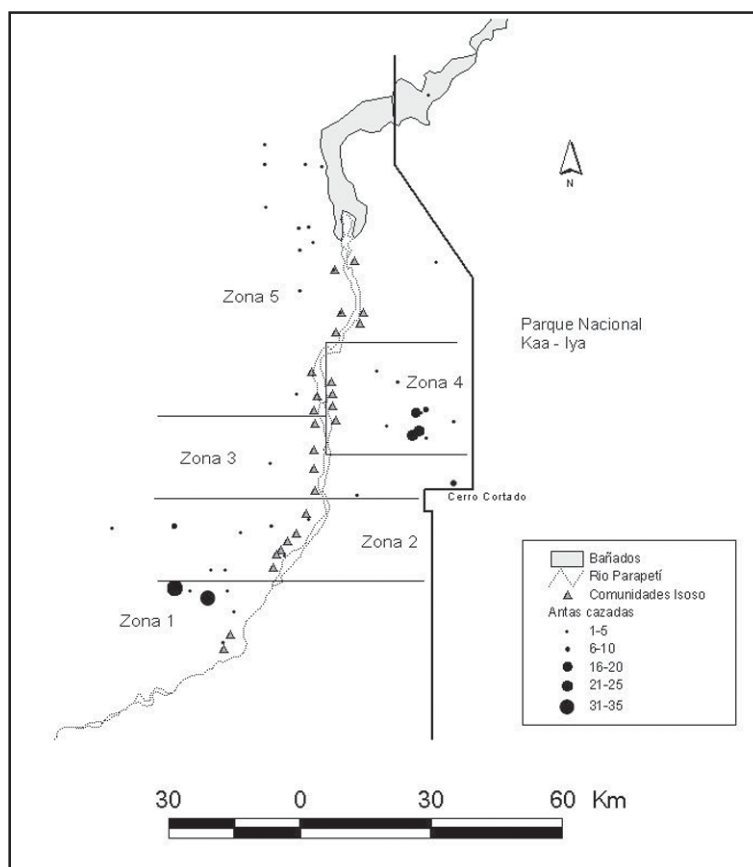


Fig. 2. Cacería de antas (*Tapirus terrestris*) en Isoso (1996-2004).

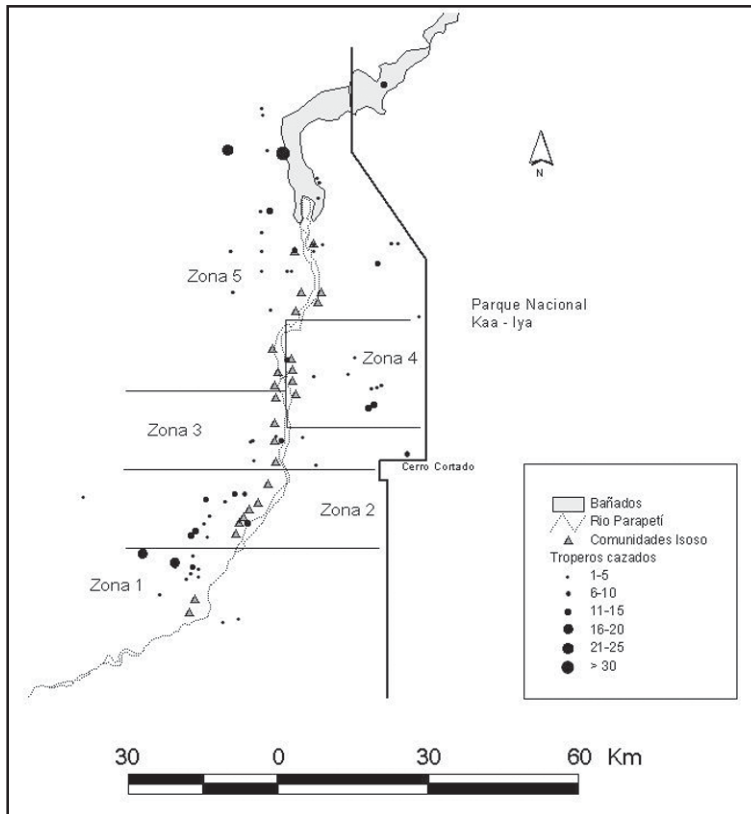


Fig. 3. Cacería de troperos (*Tayassu pecari*) en Isoso (1996-2004).

abundantes en Cerro Cortado (0.7 vs. 0.2 reg/1000 par, 8 vs. 1 obs), y se supone que las formaciones vegetales pueden limitar su presencia. En el periodo 2004-2005, sin embargo, la abundancia de *T. terrestris* disminuye en Isoso (1.4 reg/1000 par, 9 obs) mientras que aumenta en Cerro Cortado (66.8 reg/1000 par, 247 obs). A su vez, no se tienen nuevos registros de huellas de *T. pecari* en las sendas de Isoso, mientras que se registran con mayor frecuencia en Cerro Cortado (0.8 reg/1000 par, 8 obs).

La abundancia según las observaciones indirectas de huellas en parcelas se correlaciona positivamente con los registros de cacería para las dos especies por zona. Se cazan más antas ($X^2=63.25$, $gl=4$, $p<0.001$) y troperos (Mann Whitney prueba U, $Z=2.61$, $p=0.009$) en las zonas donde se detectan más huellas. Sin embargo, hay registros de cacería de ambas

especies en la zona 2 donde no se observan sus huellas. Este resultado indica que la ausencia de huellas en parcelas no implica necesariamente la ausencia de una especie (por ejemplo si los animales evitan las transectas), y/o que los cazadores salen de la zona donde viven para cazar. La cacería de antas en la zona 1 podría ser relativamente alta por la ampliación de desmontes y la migración de antas hacia los bosques remanentes, y en la zona 4 por la posible dispersión de antas de la fuente que representa el Parque Nacional Kaa-Iya. En ambos casos la cacería se mantiene gracias a la inmigración de antas, pero en la zona 1 la fuente se acabará mientras que en la zona 4 se mantendrá. En el caso de troperos, se tiene una cacería alta en la zona 2 debido a la aparición repentina de una tropa en las mismas comunidades de Kopere, con 30 individuos cazados ese año (1998) en compara-

ción a un máximo de siete animales registrados en los otros años.

Modelos de sostenibilidad

Relacionando capturas con esfuerzo, los datos indican una disminución durante varios años, pero luego se vuelve a revertir (Cuéllar et al., 2004). En el caso de *Tapirus terrestris*, las capturas por 100 cazadores-meses bajan continuamente de 5.3 en 1996 hasta 0.2 en 2000, luego suben a 1.8 en 2001 y 5.9 en 2002, bajando de nuevo a 1.6 en 2003 y 2.0 en 2004. En el caso de *Tayassu pecari*, las capturas por 100 cazadores-meses bajan continuamente de 11.3 en 1996 hasta 1.4 en 2001, luego suben a 2.9 en 2002, y bajan de nuevo hasta 0.2 en 2004. Aun tratándose de dos especies que consideramos más vulnerables en Isoso, los datos no muestran un patrón claro de sobre-cacería (Cuéllar et al., 2004; Noss et al., 2005).

Además de los datos de densidad descritos arriba, los modelos de sostenibilidad requieren de datos sobre aspectos reproductivos: número de crías por camada, número de gestaciones por año, edad de primera y última reproducción y porcentaje de hembras. Algunos de estos datos fueron recopilados de los animales cazados, mientras que otros fueron tomados de la literatura (Tabla 1).

Según información de los cazadores y nuestras verificaciones en campo, estimamos un área de cacería de 3200 km². Según encuestas

sobre actividades mensuales, se estimó que los animales registrados por cazadores Isoleños representan 25% de la cacería total en esta área. El número de animales cazados por año es el máximo extrapolado para el periodo entre 1998 y 2003 (472 *T. pecari* y 140 *T. terrestris*). La tasa de cosecha anual por especie en el área de cacería se tiene que comparar con la estimación del nivel de cosecha sostenible para cada especie, según el modelo.

Los resultados para los dos modelos se presentan en la **Tabla 1**. Utilizando datos máximos de densidad de Isoso, ambos coinciden con la sobrecacería de *T. terrestris* y de *T. pecari*.

Sin embargo, aplicando el modelo unificado de Bodmer (2003) por zonas de Isoso se observaron algunas diferencias. Se cuenta con algunas limitaciones en cuanto a los datos disponibles para definir el modelo, y el modelo es muy sensible a variaciones en gestaciones por año, densidad poblacional o cosechas. Para ambas especies, se consideró un área total de cacería de 3200 km², con aproximadamente 650 km² en cada zona. Se estimó una cosecha anual mínima por zona y para todo Isoso, dividiendo el total de registros del periodo 1997-2004 entre 8 (descartamos los datos de 1996 por ser un año parcial de registros al inicio del estudio).

En el caso de *T. terrestris* se tomó la densidad relativamente alta de 0.5/km² estimada por Ayala (2003) en Cerro Cortado como la

Tabla 1

Cacería actual en relación a productividad y cosecha sostenible estimada según modelos de sostenibilidad (Noss, 2000). c = número de crías por camada (Noss et al., 2003a); g = número de gestaciones por año (Eisenberg y Redford, 1999); kg = peso promedio de animales cazados en Isoso (Noss et al., 2003b); a = edad de primera reproducción (Eisenberg y Redford, 1999); b = edad de última reproducción (estimado según Maffei, 2003; 2004); DIso = densidad estimada en Isoso (huellas, telemetría, trampas-cámara) (Ayala, 2003; Noss, 2000; Noss et al., 2003b); Rob-Red = número de individuos que se pueden cazar de manera sostenible por año en Isoso, según el modelo de vulnerabilidad (Robinson y Redford, 1991); Cacería = cosecha máxima anual entre 1997 y 1999; Bod = número de individuos que se pueden cazar de manera sostenible por año en Isoso, según el modelo de caza (Bodmer, 1994).

Especie	c	g	kg	a	b	DIso	Bod	Rob-Red	Cacería
<i>T. terrestris</i>	1	0.8	110	3	10	0.1	20	5	140
<i>T. pecari</i>	1.9	1	27	2	8	0.3	157	71	472

capacidad de carga (K), y estimamos densidades para cada zona de Isoso y para Isoso en general comparando la abundancia de huellas en parcelas entre sitios. Se estimó una tasa de reproducción de una cría por hembra cada tres años (0.33 gestaciones por año versus la estimación óptima de 0.8; **Tabla 1**).

En el caso de *T. pecari*, se tomó una estimación de densidad poblacional en Kuarienda muy aproximada, derivada de muestreos por transectas, de 0.3/km². Se supuso que esta densidad representa 0.5 K, y se estimaron densidades para las demás zonas comparando la abundancia de huellas en parcelas entre sitios. Se estimó una tasa de reproducción de 1.9 crías por hembra por año.

Para *T. terrestris* la cosecha mínima (promedio anual reportado) ya supera la productividad en Isoso en general y en las zonas 2, 3 y 4 (**Fig. 4a**). En la zona 1, la cacería es la mitad de la productividad, pero la densidad es menor a 0.8 K donde se llega a MSY (maximum sustained yield) para esta especie. Dado el acelerado incremento en la superficie de desmontes en esta zona, la cacería de *T. terrestris* no deja de ser preocupante. En la zona 5, se tiene una población cerca de K, donde la cacería disminuye la población, aumentando la cosecha sostenible posible hasta reducir la población a K.

Para *Tayassu pecari* en todas las zonas se obtuvo una densidad poblacional menor a 0.6 K donde se llega a MSY para esta especie (**Fig. 4b**). En la zona 2, la cacería también sobrepasa muchas veces la productividad y no

debe haber una población legítima. Pero en las otras zonas la cacería mínima es menor a la productividad. La situación es más preocupante en las zonas 3 y 4 donde aparentemente la densidad es bien reducida en relación a K, y donde los incrementos en la cacería anual llegan a sobrepasar los niveles sostenibles.

DISCUSIÓN

El primer método para evaluar la sostenibilidad de la cacería, la comparación de abundancia o densidad en zonas con cacería versus zonas sin cacería, es algo que los cazadores pueden entender fácilmente, porque son expertos en buscar animales y sus rastros. Se basa en datos de observaciones directas mediante censos por transectas y/o en observaciones indirectas a través de huellas en parcelas, y bajo el supuesto que la detectabilidad de los animales es la misma en las dos zonas (con y sin cacería). Pero la limitación en el bosque denso y espinoso del Chaco es que se tienen que abrir sendas previamente para realizar censos, y el esfuerzo requerido impide abrir nuevas sendas para cada censo. A la vez, las sendas pueden ser utilizadas por cazadores de las comunidades y/o por el ganado doméstico suelto en la zona, ahuyentando a los animales silvestres. Además, en zonas de cacería la fauna generalmente es más arisca, y la detectabilidad puede ser menor. Esta combinación de factores implica que se requiere una gran inversión en tiempo y esfuerzo para conseguir números de observaciones

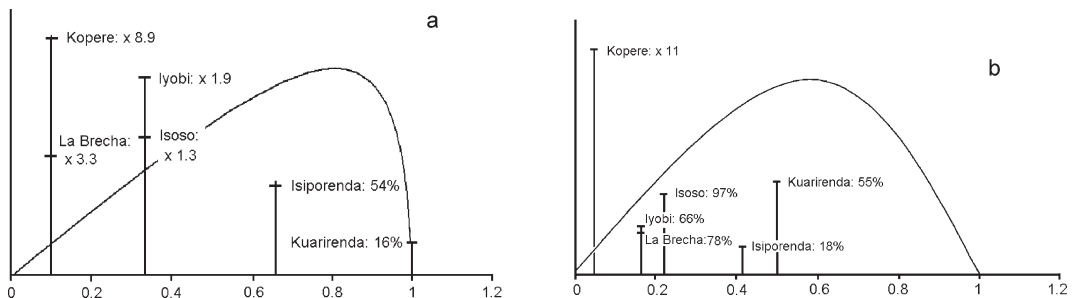


Fig. 4. a) Modelo de cosecha unificado para *Tapirus terrestris* por zona de Isoso; b) Modelo de cosecha unificado para *Tayassu pecari* por zona de Isoso.

estadísticamente significativos, particularmente para especies no muy comunes como *T. terrestris* y *T. pecari* (Ayala y Noss, 2000).

En relación al segundo método, se pueden comparar densidades en el Isoso con datos de otros bosques húmedos o secos, pero ese tipo de comparación es bastante problemático porque generalmente se trata de ecosistemas o métodos distintos. Lo óptimo sería comparar estudios que usan los mismos métodos para evaluar las mismas especies en el mismo tipo de hábitat, pero datos sobre el ecosistema chaqueño son escasos (Noss, 2000).

Las limitaciones para la aplicación del tercer método son principalmente conseguir suficientes datos sobre densidad de las dos especies en Isoso usando métodos estándares como censos por transectas, para comparar entre años o periodos y poder detectar cambios significativos. Además, los cambios podrían ser debidos a factores diferentes a la cacería, como ser presión de ganadería, o variación en la precipitación que afecta la oferta de alimentos silvestres y los movimientos a gran escala de *T. pecari*. Finalmente, es posible que los métodos de monitoreo solo permitan detectar cambios relativamente grandes en poblaciones: 10-30% si se basan en observaciones directas, 30-50% si se basan en observaciones indirectas según Plumptre (2000).

Los datos de rendimiento de cacería resumidos aquí son algo crudos, considerando como un cazador-mes cualquier cazador que registre alguna actividad de cacería (con o sin suerte) durante un mes entero (Cuéllar et al., 2004; Noss et al., 2005). La variación entre años puede resultar de cambios en el grupo de cazadores que participan, por ejemplo la participación de cazadores más expertos en un año versus otro, relacionado también con cambios en la rentabilidad relativa de oportunidades alternativas como ser la agricultura. Se inició un estudio más sistemático con hogares seleccionados al azar en 10 comunidades de Isoso para registrar las horas precisas de cacería en relación con los animales cazados. Eso permitirá una comparación más detallada entre zonas o comunidades y generará la base

para una evaluación a largo plazo de cambios en rendimientos de cacería.

El rendimiento de cacería es otro tema que entienden los cazadores, aunque en Isoso enfatizan la importancia de la suerte en la cacería, resultando en mucha variación entre cazadores, meses y comunidades independientemente de la disponibilidad de presas. Sin embargo, los cazadores comentan que en el centro de Isoso, por la concentración de personas y ganado, se cazan menos ungulados. Los mismos cazadores comentan que en años pasados no iban tan lejos para cazar, y que se organizaban expediciones para cazar *T. pecari*, con el fin de conseguir suficiente carne para alimentar a la comunidad durante una fiesta. Esas expediciones ya no se realizan, posiblemente porque las poblaciones de esta especie han disminuido a tal punto que no se puede garantizar una salida exitosa. En su lugar, la cacería actual se basa principalmente en especies más resistentes a la presión de cacería como la urina (*Mazama gouazoubira*) y el tatú mula (*Dasypus novemcinctus*). Sin embargo, la aparición de *T. terrestris* en la comunidad de Yapiroa (11 de mayo de 1997), y de *T. pecari* en las comunidades de Kopere (20-21 de febrero de 1998) y Koropo (23 de mayo de 1998) apoya la percepción de que estas especies, hasta esa época, tenían poblaciones representativas. Según la tradición guaraní, la desaparición temporal o permanente de una especie no significa que se ha exterminado, sino que su dueño (el "kaa-iyá") la ha llevado fuera del alcance de los cazadores.

Si bien los comunarios de Isoso entienden algo de la estructura de población y la relación de la misma con la productividad en sus animales domésticos, es un concepto todavía difícil para aplicar a animales silvestres. La interpretación de los datos es algo ambigua aun para los científicos. Si se asume que los animales cazados representan la estructura de la población, la baja proporción de animales viejos y la alta presión de cacería sobre animales jóvenes —de 0-1 años en el caso de *T. terrestris* (Maffei, 2004) y de 0-4 años en el caso de *T. pecari* (Maffei, 2003)— podría sig-

nificar una sobrecacería de poblaciones con pocos animales adultos y viejos. La situación de *T. terrestris* es la más preocupante, porque más de 70% de los animales cazados no han alcanzado la edad de reproducirse. Pero si los animales juveniles de las dos especies son más vulnerables a los cazadores, entonces los animales adultos reproductivos pueden mantener la población.

Los modelos de sostenibilidad son aún más complicados de explicar a los cazadores locales. Otra vez, el ejemplo del manejo de los animales domésticos puede ayudar a entender el concepto de la productividad de una población de animales silvestre, pero el manejo activo de animales domésticos es mínimo en Isoso (Barahona, 2005). Los datos que toman los mismos cazadores permiten aplicar el modelo de caza (Bodmer, 1994; Bodmer et al., 1994, 1997), y éste es el más simple para calcular. El modelo de vulnerabilidad (Robinson y Redford, 1991) y el modelo de cosecha unificado (Bodmer, 2003), respectivamente, requieren de datos más difíciles de obtener y de cálculos teóricos, y no se pueden utilizar directamente con cazadores locales.

Dado que los proyectos de manejo de fauna tienen limitaciones de tiempo y presupuesto, ¿por qué no basarnos fundamentalmente en las percepciones de los cazadores? Por ejemplo, en Isoso los cazadores indican que actualmente existen menos *T. terrestris* y *T. pecari* que hace unos años atrás, y los modelos analíticos coinciden que estas especies son las más vulnerables. Al trabajar con comunidades es importante empezar con las observaciones y necesidades de la gente local, porque su percepción de problemas en la cacería es indispensable para su participación en la implementación de cualquier medida de manejo. Algunos de los índices (abundancia de presas, rendimiento) precisamente se correlacionan con las percepciones de los cazadores. El beneficio de utilizar los modelos más complicados para evaluar la sostenibilidad de la cacería es que ayuda a entender mejor los factores que están afectando la sostenibilidad del uso. Una evaluación según una combinación de métodos con todos los datos disponibles

provee más confianza en base en un entendimiento más completo, y permite afinar medidas de manejo (Noss, 2000). Por ejemplo, la utilidad del análisis con el modelo de cosecha unificado ha sido el resaltar diferencias sub-regionales o inter-comunales en cuanto la sostenibilidad de la cacería de estas dos especies vulnerables, lo que puede mejorar la zonificación interna de la TCO Isoso. El modelo unificado es el más completo que incorpora los modelos anteriores y se recomienda su aplicación, pero requiere de un gran esfuerzo para tomar datos sobre fauna y su uso en la zona donde se realiza la cacería y el manejo.

CONCLUSIONES

Los datos de cacería y análisis de sostenibilidad para las dos especies se presentaron en una ronda de talleres comunales en Isoso durante julio-agosto de 2005. Los cazadores y comunarios expresaron su preocupación por la posible sobre-cacería, y recomendaron en la Asamblea General en agosto del mismo año establecer una veda temporal de un mínimo de tres años. Una comisión de técnicos locales de CABI (Capitanía del Alto y Bajo Isoso) está trabajando con las autoridades para definir cómo formalizar esa recomendación y cómo implementar una veda para estas dos especies. Se seguirá con el monitoreo de cacería para documentar el cumplimiento con la determinación y con el monitoreo de huellas en parcelas para evaluar el efecto del nuevo reglamento de manejo comunitario de fauna en Isoso.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó en parte gracias al apoyo de la Agency for International Development (USAID/Bolivia Cooperative Agreement No. 511-A-00-01-00005). Las opiniones expresadas representan a los autores y no necesariamente reflejan los criterios de USAID. Agradecemos a la Capitanía del Alto y Bajo Isoso y a la Dirección General de Biodiversidad por autorizar y apoyar el programa. Agradecemos a los cazadores, comunarios, parabiólogos y monitores de cacería de Isoso por su apoyo y participación permanente. Richard Bodmer, un revisor anónimo, Luis Pacheco y Teresa Tarifa aportaron comentarios valiosos para mejorar el manuscrito. Luis Aguirre y ABIMA (Asociación Boliviana de Investiga-

dores sobre Mamíferos) organizaron el Primer Congreso Nacional de Mastozoología en Bolivia, realizado el 2005 en la ciudad de Cochabamba donde se presentó este trabajo y ABIMA financió parcialmente la edición de este número de Mastozoología Neotropical.

LITERATURA CITADA

- ANDALUZ A. 2005. Reglamento General de Vida Silvestre. Dirección General de Biodiversidad-Ministerio de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente, La Paz. Bolivia.
- AYALA G. 2003. Monitoreo de *Tapirus terrestris* en el Izozog (Cerro Cortado) mediante el uso de telemetría como base para un plan de conservación. Tesis de maestría inédita, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- AYALA J y A NOSS. 2000. Censo por transectas en el Chaco boliviano: limitaciones biológicas y sociales de la metodología. Pp. 29-36, *en*: Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica (E Cabrera, C Mercolli y R Resquin, eds.). CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres) Paraguay, Fundación Moises Bertoni, University of Florida, Asunción, Paraguay.
- AYRES JM, D LIMA de M, E MARTINS de S, y JLK BARREIROS. 1991. On the track of the road: changes in subsistence hunting in a Brazilian Amazonian village. Pp. 82-91, *en*: Neotropical wildlife use and conservation (JG Robinson y KH Redford, eds.). University of Chicago Press, Chicago.
- BARAHONA Z. 2005. Estudio ganadero en el alto y bajo Isoso. Informe Técnico #128, WCS (Wildlife Conservation Society) y Capitanía de Alto y Bajo Isoso, Santa Cruz, Bolivia.
- BELTRÁN J. 2000. Indigenous and traditional peoples and protected areas: principles, guidelines and case studies. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 4. IUCN (International Union for Conservation of Nature), WWF (World Wide Fund for Nature) and Cardiff University, Gland, Switzerland.
- BENERIA-SURKIN J. 2003. Decentralization questioned: the structuring and articulation of Guaraní participation in conservation and development in Izozog, Bolivia. Tesis de doctorado, University of California Los Angeles.
- BODMER RE. 1994. Managing wildlife with local communities in the Peruvian Amazon: the case of the Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo. Pp. 113-134, *en*: Natural connections: perspectives in community-based conservation (D Western y RM Wright, eds.). Island Press, Washington, D.C.
- BODMER RE. 2003. Evaluación de la sustentabilidad de la caza en los Neotrópicos: el modelo de cosecha unificado. Pp. 252-262, *en*: Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica: selección de trabajos del V Congreso Internacional (R Polanco-Ochoa, ed.). Fundación Natura, Bogotá, Colombia.
- BODMER RE, R AQUINO y P PUERTAS. 1997. Alternativas de manejo para la Reserva Nacional Pacaya-Samiria: un análisis sobre el uso sostenible de la caza. Pp. 65-75, *en*: Manejo de fauna silvestre en la Amazonía (RE Bodmer, R Aquino, MH Valqui y TG Fang, eds). Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia.
- BODMER RE, TG FANG, L MOYA I y R GILL. 1994. Managing wildlife to conserve Amazonian forests: population biology and economic considerations of game hunting. Biological Conservation 67:29-35.
- CAMPOS-ROZO C y A ULLOA, eds. 2003. Fauna socializada: tendencias en el manejo participativo de la fauna en América latina. Fundación Natura, Bogotá, Colombia.
- COLE, LC. 1954. The population consequences of life history phenomena. Quarterly Review of Biology 29(2):103-137.
- CUÉLLAR RL, AJ NOSS, y A ARAMBIZA. 2004. Monitoreo de la cacería de subsistencia en Isoso: implicancias para el manejo de fauna. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental 16:29-40.
- DICUM G, ed. 1995. Local heritage in the changing tropics: innovative strategies for natural resource management and control. Yale School of Forestry and Environmental Studies, Bulletin Number 98. Yale University, New Haven, Connecticut.
- EMMONS LH. 1984. Geographical variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. Biotropica 16:210-222.
- EISENBERG JF y KH REDFORD. 1999. Mammals of the Neotropics, Volume 3, the Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- HENNEMANN WW III. 1983. Relationship among body mass, metabolic rate and the intrinsic rate of natural increase in mammals. Oecologia 56:104-108.
- IBISCH P y G MÉRIDA. 2003. Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación. Fundación Amigos de la Naturaleza, Santa Cruz, Bolivia.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 1999. Principles and guidelines on indigenous and traditional peoples and protected areas. IUCN, Geneva, Switzerland.
- LEHM Z, W TOWNSEND, H SALAS y K LARA. 2004. Bolivia: estrategias, problemas y desafíos en la gestión del territorio indígena Sirionó. International Working Group on Indigenous Affairs, Copenhagen, Dinamarca.
- MAFFEI L. 2003. The age structure of tapirs (*Tapirus terrestris*) in the Chaco. Tapir Conservation 12(2):18-19.
- MAFFEI L. 2004. Age structure of two hunted peccary species in the Bolivian Chaco (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). Mammalia 67:575-578.
- NOSS A. 2000. La sostenibilidad de la cacería de subsistencia Izocéña. Pp. 535-544, *en*: Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica (E Cabrera, C Mercolli y R Resquin, eds.). CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de

- Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres) Paraguay, Fundación Moises Bertoni, University of Florida, Asunción, Paraguay.
- NOSS A y E CUÉLLAR. 2000. Índices de abundancia para fauna terrestre en el Chaco boliviano: huellas en parcelas y en brechas barridas. Pp. 73-82, *en*: Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica (E Cabrera, C Mercolli, y R Resquin, eds.). CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres) Paraguay, Fundación Moises Bertoni, University of Florida, Asunción, Paraguay.
- NOSS AJ, E CUÉLLAR S y RL CUÉLLAR S. 2003a. Hunter self-monitoring as a basis for biological research: data from the Bolivian Chaco. *Mastozoología Neotropical* 10:49-67.
- NOSS AJ, E CUÉLLAR S y RL CUÉLLAR S. 2004. An evaluation of hunter self-monitoring in the Bolivian Chaco. *Human Ecology* 32:685-702.
- NOSS AJ, I OETTING y RL CUÉLLAR. 2005. Hunter self-monitoring by the Ioseño-Guaraní in the Bolivian Chaco. *Biodiversity and Conservation* 14:2679-2693.
- NOSS AJ, RL CUÉLLAR, J BARRIENTOS, L MAFFEI, E CUÉLLAR, R ARISPE, D RUMIZ y K RIVERO. 2003b. A camera trapping and radio telemetry study of *Tapirus terrestris* in Bolivian dry forests. *Tapir Conservation* 12(1):24-32.
- OLDFIELD ML y JB ALCORN, eds. 1991. *Biodiversity: culture, conservation, and ecodevelopment*. Westview Press, Boulder, Colorado.
- PLUMPTRE AJ. 2000. Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forests. *Journal of Applied Ecology* 37:356-368.
- PUERTAS PE. 1999. *Hunting effort analysis in northeastern Peru: the case of the Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo*. Tesis de maestría inédita, University of Florida, Gainesville, Florida.
- REDFORD KH y JA MANSOUR, eds. 1996. *Traditional peoples and biodiversity conservation in large tropical landscapes*. The Nature Conservancy, Washington, D.C.
- REDFORD KH y M PAINTER. 2006. *Natural alliances between conservationists and indigenous peoples*. Working Paper No. 25, WCS (Wildlife Conservation Society), New York.
- RICARDO F, ed. 2004. *Terras indígenas & unidades de conservação da natureza: o desafio das sobreposições*. Instituto Socioambiental, São Paulo, Brasil.
- ROBINSON JG y EL BENNETT, eds. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press, New York.
- ROBINSON JG y KH REDFORD. 1986. Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *American Naturalist* 128:665-680.
- ROBINSON JG y KH REDFORD. 1989. Body size, diet and population variation in Neotropical forest mammal species: predictors of local extinctions? Pp. 567-594, *en*: *Advances in Neotropical Mammalogy* (JF Eisenberg y KH Redford, eds.) Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida.
- ROBINSON JG y KH REDFORD, eds. 1991. *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.
- ROBINSON JG y KH REDFORD. 1994. Measuring the sustainability of hunting in tropical forests. *Oryx* 28:249-256.
- SILVA JL y SD STRAHL. 1991. Human impact on populations of chachalacas, guans and curassows (Galliformes: Cracidae) in Venezuela. Pp. 37-52, *en*: *Neotropical wildlife use and conservation* (JG Robinson y KH Redford, eds.). University of Chicago, Chicago.
- SILVIUS KM, RE BODMER y JMV FRAGOSO, eds. 2004. *People in nature: wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, New York.
- STEVENS S, ed. 1997. *Conservation through cultural survival: indigenous peoples and protected areas*. Island Press, Washington, D.C.
- TABER A, G NAVARRO y MA ARRIBAS. 1997. A new park in the Bolivian Gran Chaco—an advance in tropical dry forest conservation and community-based management. *Oryx* 31:189-198.
- TOWNSEND WR. 2003. La fauna silvestre y los pueblos indígenas: juntos en el tiempo pero con un futuro incierto. Pp. 317-324, *en*: *Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica: selección de trabajos V Congreso Internacional* (R Polanco-Ochoa, ed.). Fundación Natura, Bogotá, Colombia.
- VICKERS WT. 1991. Hunting yields and game composition over ten years in an Amazon Indian territory. Pp. 53-81, *en*: *Neotropical wildlife use and conservation* (JG Robinson y KH Redford, eds.). University of Chicago Press, Chicago.
- WEST PC y SR BRECHIN, eds. 1991. *Resident peoples and national parks: social dilemmas and strategies in international conservation*. University of Arizona Press, Tucson, Arizona.